FORESTACIÓN EN PASTIZALES: HACIA UNA VISIÓN INTEGRAL DE SUS OPORTUNIDADES Y COSTOS ECOLÓGICOS

Jobbágy, E. G.[1]; Vasallo, M.[2]; Farley, K. A.[3]; Piñeiro, G.[2]; Garbulsky, M. F.[2,4], Nosetto, M. D.[1]; Jackson, R.B.[5]; Paruelo, J. M.[2]

Recibido: 20/03/06 Aceptado: 25/10/06

RESUMEN

El establecimiento de plantaciones forestales sobre pastizales se expande en Argentina y Uruguay, incentivado por los altos rendimientos, el apoyo fiscal y posiblemente por el inminente comercio de bonos de carbono. Evaluamos como esta transformación afecta la producción de bienes y servicios de los ecosistemas, sintetizando información preexistente y original acerca de su influencia sobre la producción de biomasa y la dinámica del agua y la circulación de nutrientes. Mediciones de campo y satelitales muestran que la productividad primaria de las plantaciones forestales en Uruguay, Corrientes y Entre Ríos superó a la de los pastizales. Este aumento en la productividad fue acompañado por una mayor evapotranspiración y un menor rendimiento hidrológico que redujo a la mitad el caudal de cuencas forestadas en Córdoba y Uruguay, en acuerdo con lo observado en 26 pastizales forestados de todo el mundo. En Buenos Aires, donde el agua freática se encuentra cerca de la superficie, los árboles pueden utilizar agua subterránea, salinizando suelos y napas. Las plantaciones forestales en la mayoría de los pastizales de la región acidifican el suelo y en algunos casos el agua de los arroyos, principalmente debido al elevado consumo de calcio. Es apremiante generar información acerca de otros impactos de las forestaciones tales como cambios en la dinámica del fuego y el avance de especies invasoras. Reconocer integralmente la influencia de las forestaciones sobre la producción de servicios y bienes permitirá plantear sistemas y políticas forestales más sustentables y útiles para la sociedad.

PALABRAS CLAVE: acidificación del suelo, cambio en el uso de la tierra, ciclo hidrológico, plantación forestal, secuestro de carbono.

SUMMARY

GRASSLAND AFFORESTATION: TOWARDS AN INTEGRATIVE PERSPECTIVE OF ITS ECOLOGICAL OPORTUNITIES AND COSTS

The establishment of tree plantations on native grasslands is expanding in Argentina and Uruguay, prometed by public incentives and, likely, by an emerging market of carbon sequestration. We assessed how this transformation affects the production of ecosystem goods and services, synthesizing preexisting and original information on their influence on biomass production, water dynamics, and nutrient cycling. Field and satellite measurements show that, compared to grasslands, tree plantations in Uruguay, Entre Ríos, and Corrientes had higher primary productivity. This productivity increase was accompanied by higher evapotranspiration rates and a lower water yield, responsible of halving stream flow in afforested watersheds in Córdoba and Uruguay, in agreement with observations on 26 afforested grasslands around the world. In Buenos Aires, where phreatic water is close to the surface, trees used groundwater increasing the salinity of deep soil and the water table. Most of the tree

[1]Grupo de Estudios Ambientales – IMASL, Universidad Nacional de San Luis & CONICET Ejército de los Andes 950 - Primer Piso (5700) San Luis - ARGENTINA.
[2]Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección – IFEVA, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av San Martín 4453 (1417) Ciudad de Buenos Aires, ARGENTINA.
[3]Center on Global Change, Duke University, Durham, NC 27708, Estados Unidos de América.
[4]Departamento de Producción Animal. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
[5]Department of Biology and Nicholas School of the Environment and Earth Sciences, Duke University, Durham, NC 27708, Estados Unidos de América.

plantations in the region acidified soils and in some cases stream water, mainly as a result of their high calcium consumption. It is urgent to generate information about other impacts of tree plantations such as changes in fire dynamics or invasive species. An integrative understanding of the influence of tree plantations on the production of goods and services will help to development new forestry systems and policies that are more sustainable and useful for society.

KEY WORDS: carbon sequestration, hydrological cycle, land use change, soil acidification, tree plantation.

INTRODUCCIÓN

Las transiciones entre sistemas dominados por pastos y dominados por árboles suelen tener un gran impacto sobre el funcionamiento de los ecosistemas como resultado del contraste que estos dos grandes grupos de plantas muestran en relación a la utilización de la energía, el agua y los nutrientes. Si bien la transformación de grandes áreas ocupadas por bosques naturales en pasturas y cultivos (por ejemplo el avance de la ganadería y la agricultura sobre los bosques de la Amazonía) es el caso más reconocido, estudiado y discutido de este tipo de transiciones (por Ej.: Nepstad *et al.,*, 1994, Rudel & Ropel 1996, McGrath *et al.,*, 2001, Cerri *et al.,*, 2004), el cambio opuesto, es decir el establecimiento de árboles en sistemas originalmente herbáceos, adquiere gran importancia en la actualidad a través de la expansión de las plantaciones forestales sobre áreas de pastizal (Richardson 1998; Geary 2001).

Comunes en muchas áreas ocupadas inicialmente por pastizales naturales, especialmente en el hemisferio sur, las plantaciones de especies de rápido crecimiento como pinos y eucaliptos se transforman en la actualidad en un tipo de uso de la tierra localmente importante, que reemplaza en muchas economías a los bosques naturales como principales fuentes de productos forestales (FAO 2005). En el caso de una nación ocupada principalmente por pastizales como Uruguay, esto se manifiesta en la triplicación del área forestada en la década del noventa, con la suma del área cubierta por plantaciones superando las 700 mil ha en la actualidad (FAO 2005). La posible consolidación y el crecimiento del mercado de bonos de carbono, estimulado por la entrada en vigor del protocolo de Kyoto, puede generar un aliciente adicional para esta actividad que, en muchos países, como Argentina y Uruguay, ha recibido un fuerte estímulo a través de planes de subsidio y reintegro fiscal durante más de dos décadas (Wright *et al.,* 2000).

Los pastizales del Río de la Plata en Uruguay y Argentina albergan algunos de los focos forestales de mayor crecimiento del continente. El avance de la actividad forestal sobre tierras originalmente dedicadas a la ganadería y en menor medida a la agricultura replantea su potencial productivo y obliga a reconocer su influencia sobre la generación de agua potable, la regulación hidrológica, el mantenimiento de la fertilidad del suelos, o el secuestro de dióxido de carbono; entre otros servicios naturales que, si bien no tienen hoy un precio en el mercado, poseen un indiscutible valor para la sociedad (Panario 1991, Paruelo 2006).

Este artículo sintetiza los avances en el conocimiento de la ecología de las forestaciones establecidas sobre pastizales alcanzado por un equipo de investigadores de Argentina, Uruguay y Estados Unidos durante los últimos seis años. Se destacan aquí tres aspectos centrales de los cambios en el funcionamiento de los pastizales tras ser forestados que incluyen (1) la producción de biomasa y acumulación de carbono, (2) la utilización de agua y los impactos hidrológicos, y (3) la utilización de nutrientes y su influencia sobre la fertilidad de los suelos. Hacia el final (4) se plantea un sistema forestal alternativo para los pastizales de la región y (5) se discuten interrogantes pendientes y caminos a seguir en la investigación de estos sistemas.

Producción primaria y dinámica del carbono

La productividad primaria neta de un ecosistema, definida como su capacidad de generar biomasa vegetal, es uno de sus atributos clave tanto desde el punto de vista agropecuario como ecológico (McNaughton *et al.,* 1989, Schlesinger 1997) y también, como ilustramos a continuación, uno de los más influenciados cuando los pastizales son reemplazados por plantaciones forestales. Una forma expeditiva de caracterizar la producción primaria de un ecosistema terrestre, es a través del uso de índices espectrales que usan la energía reflejada por la superficie para cuantificar la actividad fotosintética de los ecosistemas utilizando sensores montados en satélites. Particularmente efectivo es el índice verde normalizado (IVN), que combina los valores de reflectancia en las bandas visible e infrarroja cercana del espectro generando valores que se aproximan a uno, cuando la actividad fotosintética y por lo tanto la productividad primaria, es máxima y a 0 cuando es nula (Tucker & Sellers 1986, Paruelo *et al.,* 1997, Jobbágy *et al.,* 2002). Un análisis de la dinámica del IVN obtenido a partir de imágenes MODIS en 181

sectores forestados y zonas adyacentes no forestadas de los pastizales de Uruguay y de las provincias de Corrientes y Entre Ríos en Argentina, durante cuatro estaciones de crecimiento (julio 2000 a junio 2004), sugiere un importante contraste en la dinámica de la producción primaria con grandes aumentos en la intensidad de este proceso en las áreas forestadas (Fig. 1). La totalidad de los pares analizados mostró mayor IVN (promedio para los cuatro años) en la forestación respecto al pastizal, siendo el aumento promedio de aproximadamente 22 %. La curva media de todas las forestaciones exhibió valores más altos que la de los pastizales durante todo el período de análisis, mostrando diferencias máximas durante el invierno y retrasos de aproximadamente un mes en el momento de ocurrencia del máximo y mínimo de actividad fotosintética (Fig. 1). Estos patrones, basados en información satelital, son afirmados por las escasas mediciones de campo de la producción primaria neta aérea (fracción de la producción de biomasa que se aloja por encima de la superficie; tallos, hojas, etc.) disponibles para la misma zona de estudio. Trece estudios sugieren que los pastizales alcanzan productividades (materia seca) promedio de 5100 kg ha^{-1} $año^{-1}$ (rango 2400 a 9800 kg ha^{-1} $año^{-1}$, Deregibus *et al.,* 1987, Pizzio 1993, Maraschin *et al.,* 1997, Paruelo *et al.,* 2000, Formoso *et al.,* 2001, Nordenstahl 2005, Altesor *et al.,* 2005, Piñeiro *et al.,* 2006), mientras que mediciones equivalentes para forestaciones en Entre Ríos indican valores entre 19200 y 24900 kg ha^{-1} $año^{-1}$ según el tipo de suelo (Goya *et al.,* 1997).

Es evidente entonces que las forestaciones logran mayores tasas de crecimiento o ganancias de carbono que los pastizales que reemplazan, y esto posiblemente es uno de los incentivos y oportunidades ecológicas de la forestación más relevantes. Debe añadirse a esto que la forestación permite además un aprovechamiento más exhaustivo de la producción primaria al destinar una fracción menor de la misma a estructuras subterráneas que no pueden ser cosechadas (típicamente la relación entre la biomasa aérea y la subterránea en bosques húmedos y plantaciones se aproxima a 5:1, mientras que en pastizales la relación suele ser inferior a 1:2, Cairns *et al.,* 1997, Jackson *et al.,* 1997, Jobbágy & Jackson 2000). Sin embargo, esta ventaja puede tornarse negativa desde la perspectiva del secuestro de carbono y su acumulación en el suelo como materia orgánica, ya que ésta depende principalmente de los aportes de biomasa vía raíces (especialmente en profundidad - Jobbágy & Jackson 2000).

Desde la perspectiva del almacenamiento y secuestro de carbono, de creciente interés actualmente, cabe preguntarse también si la producción primaria mayor que alcanzan las forestaciones puede ser capitalizada en mayores reservas de carbono, tanto en la biomasa vegetal como en la materia orgánica de los suelos que ocupan. En este sentido, es importante separar la ganancia de carbono del ecosistema de la cantidad total de carbono que el

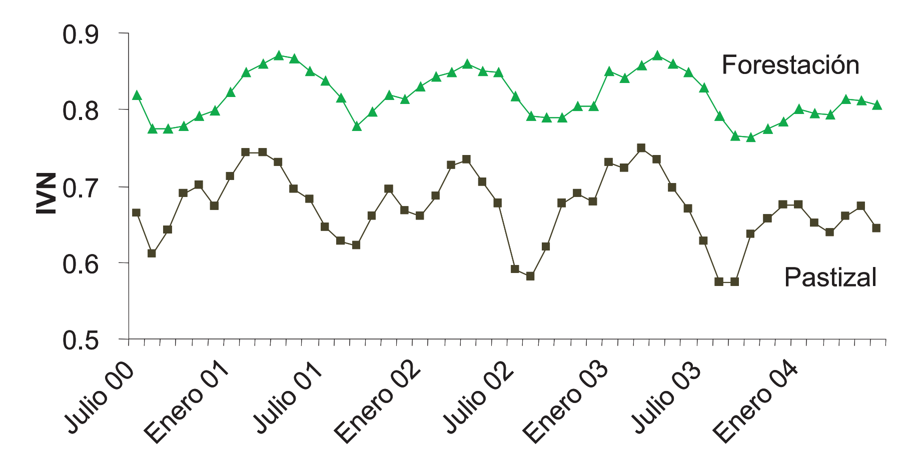


Figura 1. Dinámica del índice verde normalizado (IVN), indicador satelital del nivel de producción primaria, para plantaciones forestales y áreas no forestadas adyacentes (pastizal). Los datos ilustran el promedio obtenido para 181 pares de stands de Uruguay y las provincias argentinas de Corrientes y Entre Ríos. Se utilizaron datos mensuales derivados de la plataforma MODIS-TERRA con una resolución espacial de 250 x 250 m.

ecosistema logra finalmente almacenar, lo que dependerá del balance entre las ganancias de carbono y las pérdidas (respiración total, herbivoría, cosecha) del ecosistema. Con respecto a la biomasa vegetal, las mayores ganancias de carbono son claramente capitalizadas en mayores acumulaciones de biomasa en los troncos de los árboles y en menor medida en las raíces más gruesas de los árboles, cuya vida media es mucho mayor que la de las plantas herbáceas. Con respecto al suelo, algunas evidencias locales (Jobbágy & Jackson 2003, Nosetto *et al.,* 2006, Delgado *et al.,* 2006) y síntesis de trabajos realizados en todo el mundo (Paul *et al.,* 2002) indican que el suelo mineral de pastizales, por lo general no ganaría materia orgánica tras ser forestado y que en sistemas húmedos como los de Uruguay el suelo podría perder carbono (Jackson *et al.,* 2002, Kirschbaum *et al.,* 2006). Sin embargo, la acumulación de mantillo y la formación de horizontes orgánicos en la superficie del suelo podría albergar cantidades importantes de carbono, similares a la productividad de todo un año en las forestaciones (Jobbágy & Jackson 2003, Delgado *et al.,* 2006). Un análisis profundo de la potencial compensación de la emisión de gases invernadero por cambios en el uso de la tierra que permita evaluar con certeza el papel de las forestaciones y los pastizales debería contemplar el tiempo de residencia del carbono en el ecosistema una vez fijado, y en este sentido sería útil ponderar diferencialmente el carbono estable alojado en la materia orgánica del suelo de aquel que reside en la biomasa y puede regresar a la atmósfera tras ser usado como leña, alimento, o materia prima para industrias tras su combustión.

Al margen de los incentivos puramente económicos y políticos que han estimulado a la forestación, la posibilidad de lograr altos rendimientos de biomasa en tierras de pastizal ha sido sin duda un aliciente clave para su expansión. Es interesante destacar que la presencia de pastizales naturales en la región se asocia fundamentalmente a la existencia de limitaciones de distinto grado para la agricultura (rocosidad, inundación, salinidad, sustratos muy arenosos o arcillosos, etc.), ya que en situaciones de aptitud agrícola óptima, los pastizales fueron en la mayoría de los casos reemplazado por cultivos. Como hemos demostrado en el exhaustivo análisis satelital de áreas de pastizal forestadas, la menor aptitud agrícola no ha implicado baja productividad forestal y ha ofrecido, en cambio, la posibilidad de lograr buenos rendimientos en regiones que por estar tradicionalmente restringidas al uso ganadero albergan tierras de menor valor que las agrícolas.

El alto nivel de producción primaria de las forestaciones establecidas en los pastizales del Río de la Plata y su mayor acumulación de biomasa vegetal, abre oportunidades para la generación de bienes primarios y para el secuestro de dióxido de carbono atmosférico, un servicio ecosistémico que posiblemente adquiera valor de mercado en pocos años (Wright *et al.,* 2000). Sin embargo, la indivisible conexión que existe entre los ciclos del carbono, el agua y los nutrientes en los ecosistemas, nos lleva a preguntar cómo estos aumentos en la producción primaria se propagarían hacia la dinámica hidrológica y la fertilidad de los suelos (Fig. 2).

Dinámica del agua e impacto hidrológico

La captura de carbono atmosférico por las plantas esta íntimamente ligada al intercambio recíproco de agua con la atmósfera, proceso conocido como transpiración (Fig. 2A). En general mayores tasas de fijación de carbono se asocian a mayores pérdidas transpirativas de agua. Por su parte, aumentos en las tasas de transpiración bajo iguales condiciones de precipitación restringen el agua disponible para otros flujos de agua. Esto ocurre principalmente sobre los flujos de salida de agua líquida (escorrentía superficial o drenaje profundo), los cuales son responsables de la recarga de acuíferos y la alimentación de arroyos (rendimiento hidrológico) (Fig. 2A). Cabe esperar entonces que los aumentos en la productividad asociados a la forestación de pastizales sean acompañados por aumentos en la transpiración y disminuciones en el rendimiento hidrológico. Hemos investigado estos posibles cambios a partir de tres aproximaciones independientes: primero, a partir de una revisión global y estudio locales de los cambios en los caudales de arroyos en cuencas de pastizales forestados, segundo, a partir de estudios satelitales de las pérdidas evaporativas de agua en forestaciones y pastizales de Entre Ríos y finalmente mediante evaluaciones a campo de la dinámica de acuíferos en áreas forestadas de la provincia de Buenos Aires.

A partir de la revisión exhaustiva de la literatura científica y de reportes técnicos de todo el mundo, identificamos estudios que evaluaron los posibles cambios en el caudal erogado por pequeñas cuencas en regiones de pastizales y arbustales nativos que fueron forestadas. Se seleccionaron aquellos estudios en los cuales se efectuó un seguimiento del caudal en cuencas pareadas de forestación (principalmente pinos y eucaliptos) y controles bajo vegetación natural (al respecto ver Farley *et al.*). En los 26 pares analizados, que abarcaron cuatro continentes se incluyeron 504 observaciones de caudal anual. En este conjunto de datos se observó que en promedio la forestación de pastizales y arbustales redujo los valores absolutos de rendimiento hidrológico en un 39 % (167 mm/año), causando la reducción completa del caudal por al menos un año en 13 % de los casos (Farley *et al.,* 2005). Los impactos

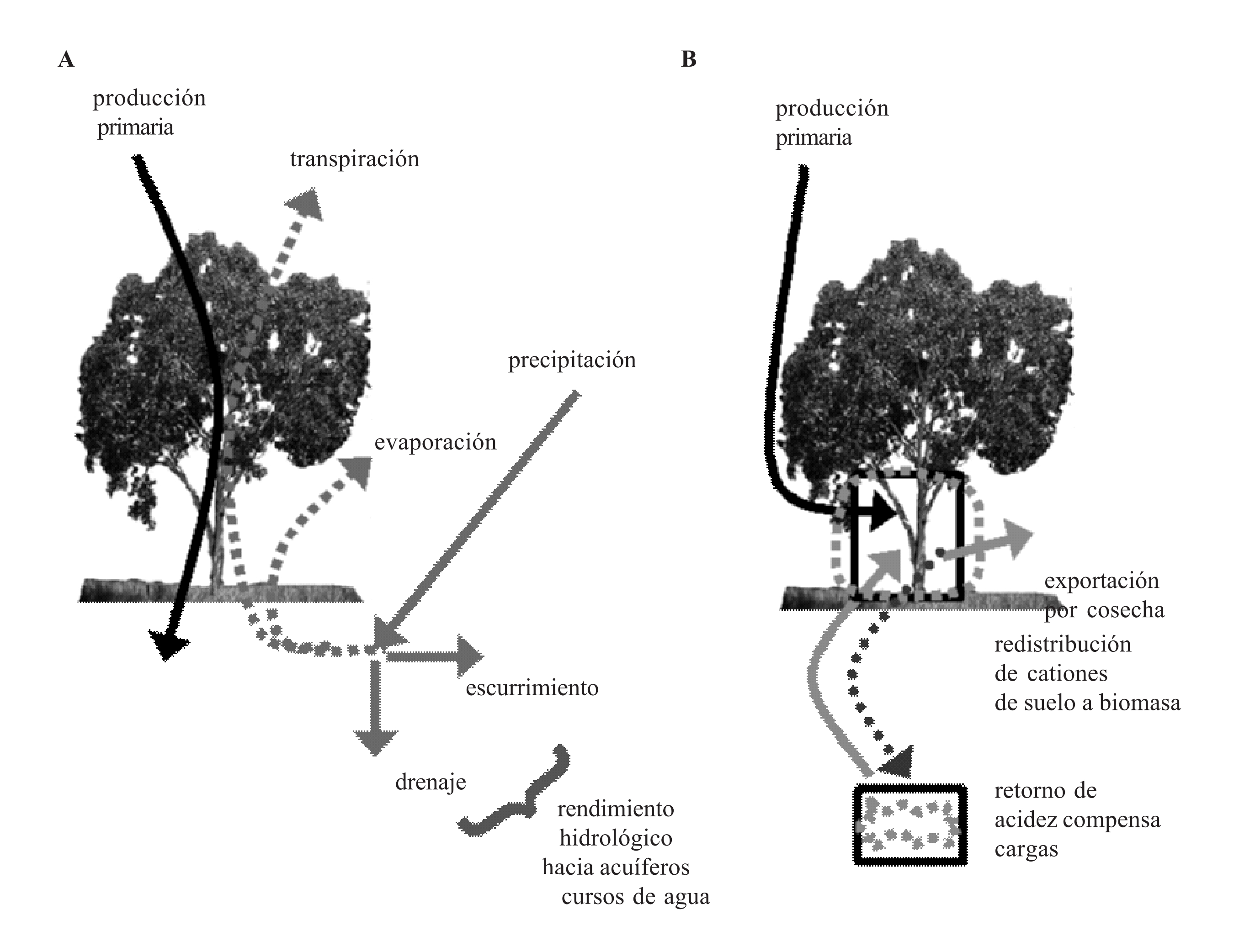


Figura 2. Acople entre la dinámica del carbono y la del agua y los nutrientes. A) El ingreso de dióxido de carbono a través de los estomas de las plantas es acompañado por pérdidas transpirativas de agua. Una mayor fijación de carbono y productividad primaria en forestaciones, respecto a pastizales, estaría ligada a mayores tasas de transpiración, especialmente teniendo en cuenta que las forestaciones no son menos eficientes aprovechando el agua, que los pastizales que reemplazan. Una mayor transpiración resta agua disponible para otros flujos, tales como el drenaje profundo y la escorrentía, responsables de alimentar ríos y acuíferos. B) La acumulación de carbono en la biomasa es acompañada por la captura de nutrientes en los tejidos. En el caso del calcio y las forestaciones esto es particularmente importante ya que este nutriente, escaso en los tejidos herbáceos, se acumula en mayor concentración en la madera, especialmente de eucaliptos. Las ganancias de calcio en la biomasa pueden causar pérdidas significativas de calcio en el suelo y ser acompañadas por su acidificación.

de la forestación sobre el caudal fueron más fuertes, en términos de merma relativa, bajo climas más secos. Esto se debe a que en estas zonas las fracción de la lluvia que alcanza los arroyos es de por sí baja y por lo tanto pequeños aumentos en la evapotranspiración puede causar fuertes cambios en el rendimiento hidrológico (Zhang *et al.,* 2001, Farley *et al.,* 2005). Es interesante notar que las reducciones de caudal fueron más importantes en plantaciones de eucaliptos que en plantaciones de pinos, con caídas en el valor absoluto del rendimiento hidrológico del 50 y 30%, respectivamente. Cuando se analiza esta información considerando la proporción de los ingresos de agua de lluvia que llegan a los arroyos (fracción de rendimiento hidrológico) bajo cada par de pastizal o

arbustal natural vs. forestación, se observa que en muy pocos casos esta fracción se mantiene constante, siendo la reducción media de todos los pares del 15 % (porcentaje de la precipitación anual que deja de llegar a los cursos de agua) (Fig. 3). Esto implica que, en términos generales, en pastizales en los que un 30% de la precipitación se traduce en rendimiento hidrológico, la forestación reducirá los caudales a la mitad, mientras que en lugares en donde este rendimiento inicial es sólo del 15%, la reducción de caudal podría ser total.

En el caso puntual de los pastizales del Río de la Plata, información preliminar basada en mediciones puntuales de caudal en cuencas pareadas en Lavalleja (8 pares, 4 fechas) y Córdoba (4 pares, 5 fechas) sugieren reducciones del caudal cercanas al 50% tras el establecimiento de forestaciones (Piñeiro, Jobbágy, Farley & Jackson – datos no publicados). Estudios en el norte de Uruguay efectuados en una macrocuenca de pastizal natural de ~2000 km^2 muestran que la fracción de rendimiento hidrológico anual y especialmente la estival, bajaron tras el establecimiento de eucaliptos en un cuarto de su superficie (Silveira & Alonso 2004, Silveira *et al.*, 2006).

Las imágenes satelitales permiten estimar las tasas de pérdida de vapor de agua de los ecosistemas combinando la información espectral visible, infrarroja cercana e infrarroja térmica de la superficie con mediciones meteorológicas locales. Estas estimaciones integran la evaporación directa del suelo con la transpiración vegetal (evapotranspiración, ver Fig 2A)(Nosetto *et al.,* 2005). Utilizando imágenes de satélites LANDSAT para siete fechas que cubrieron un rango amplio de condiciones climáticas, estimamos la evapotranspiración de 117 parcelas cubiertas por forestaciones o pastizales en la región de Concordia en Entre Ríos, Argentina (Nosetto *et al.,* 2005). A pesar de su mayor absorción de radiación (menor albedo), las forestaciones tuvieron temperaturas de canopeo más bajas que los pastizales (Δ= 5 ºC en promedio), lo que sería explicado por tasas de evapotranspiración 80% más elevadas en las primeras (Nosetto *et al.,* 2005). Las tasas medias diarias de evapotranspiración obtenidas para plantaciones de distintas edades sugieren que en sólo dos años las forestaciones superan en su capacidad evaporativa a los pastizales y que en sólo 4-5 años al menos las duplican (Fig. 4). Esta información indica que aún cuando una fracción significativa del área forestada de una región se encuentre en etapas tempranas de la rotación forestal (reciente implantación o rebrote), muy pronto estará evapotranspirando más que el pastizal y por lo tanto generando un rendimiento hidrológico menor que el mismo. Si se proyectan los resultados del análisis satelital a la escala anual, se encuentra que de los 1350 mm/año provistos por la precipitación se obtendría una rendimiento hidrológico de 720 mm/año bajo pastizal y de 200 mm/año bajo forestación (Nosetto *et al.,* 2005). Esta caída, mayor al 70 %, podría afectar a los consumidores de agua potable, localmente y a los de energía hidroeléctrica a nivel regional.

En situaciones en que el agua subterránea está cerca de la superficie, como sucede en gran parte de la Pampa Húmeda argentina, el establecimiento de forestaciones en pastizales puede no sólo limitar la recarga de los acuíferos, sino también iniciar su descarga por absorción y transpiración de agua freática. La exploración de suelos y napas en áreas forestadas en la Pampa ha mostrado un proceso generalizado de salinización acompañando al establecimiento de distintas especies de árboles (Jobbágy & Jackson 2004a, 2006). En posiciones relativamente altas y

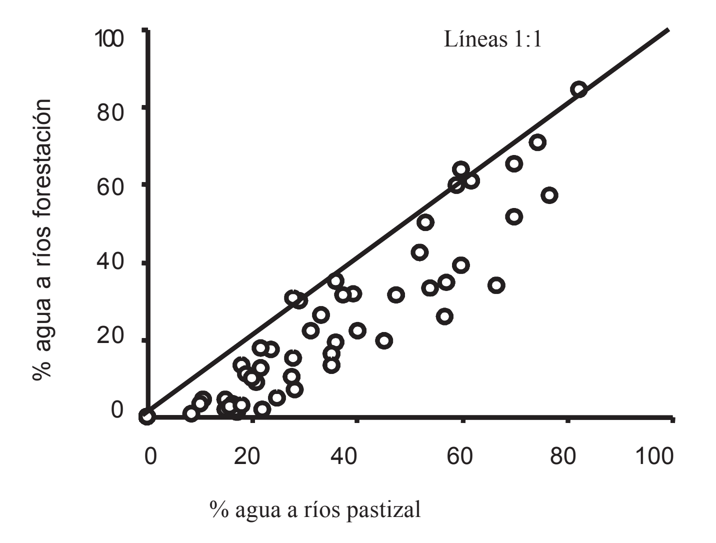


Figura 3. Cambios en la partición del agua de lluvia hacia pequeños ríos y arroyos en cuencas que han sido forestadas vs. cuencas control que se mantienen bajo vegetación natural de pastizal o arbustal. Los puntos representan mediciones anuales en 26 pares de cuencas en todo el mundo por uno o más años y los valores corresponden al porcentaje de la precipitación anual que alcanza los cursos de agua (rendimiento hidrológico), valor que puede considerarse complementario al de las pérdidas por evapotranspiración ya que estas cuencas no intercambiarían agua con otras ni con grandes acuíferos subyacentes. Datos extraídos de Farley *et al.,* 2005.

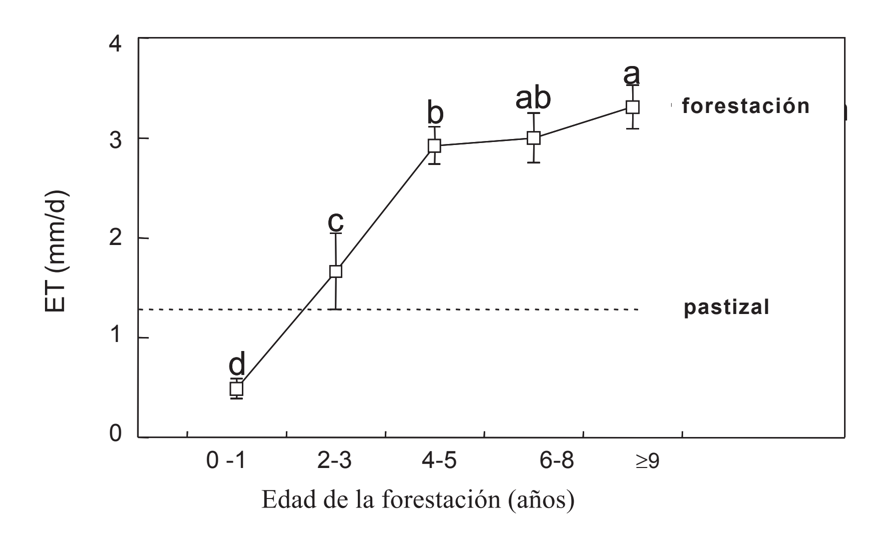


Figura 4. Evapotranspiración de plantaciones forestales de *Eucalyptus grandis* de distintas edades y de pastizal natural en la región de Concordia, Entre Ríos (Argentina). Los valores de evapotranspiración (ET) diaria corresponden al promedio de siete fechas y fueron estimados a partir de información satelital LANDSAT. Se indican las diferencias significativas entre rangos de edad con letras.

convexas del paisaje pampeano, sujetas normalmente a un régimen de recarga hidrológica neta, es común encontrar agua freática de muy baja salinidad apta para el consumo humano (Fuschini Mejía 1994). Comparando pares de pastizal natural y forestaciones distantes a 100-200 m entre sí, hemos hallado que en este tipo de situaciones topográficas las plantaciones forestales incrementan la salinidad del agua freática de 3 a 30 veces, elevando en casi todos los casos la conductividad eléctrica del agua por encima de los valores considerados seguros para el consumo humano (Jobbágy & Jackson 2004a, Jackson et al 2005). Análisis más detallados de los perfiles de humedad del suelo y de las fluctuaciones del nivel freático diarias y estacionales (Jobbágy & Jackson 2004a) junto a mediciones del flujo de savia en troncos de árboles (Engel *et al.,* 2005) han permitido reconstruir las causas de este proceso de salinización. Las forestaciones absorben agua freática (descarga hidrológica) y deprimen la napa localmente. Las zonas adyacentes de pastizal reabastecen a la forestación con el agua que ellas recargan y al hacerlo envían sales que, a diferencia del agua que es evaporada, permanecen y se acumulan en el lugar (Fig. 5). Como resultado de este proceso no sólo la calidad del agua se deteriora, además los suelos se salinizan y en la mayoría de los casos se vuelven alcalinos y sódicos por debajo de los primeros 50 cm (Jobbágy & Jackson 2004a). Procesos similares han sido documentados para plantaciones forestales en Australia (Heuperman 1999), Rusia (Sapanov 2000) y Hungría (Nosetto *et al.,* 2006). Como situación necesaria para la ocurrencia de este fenómeno se debe contar con agua subterránea al alcance de las raíces de los árboles y texturas sedimentarias intermedias que no sean demasiado arcillosas, previniendo el flujo de reabastecimiento de la plantación, ni excesivamente gruesas, impidiendo la acumulación de sales por lixiviado frecuente. Estas condiciones se cumplirían en la mayoría de los sedimentos loesicos de la Pampa (Jobbágy & Jackson 2004a).

Es útil destacar en esta sección que las diferencias de transpiración observadas entre pastizales y forestaciones tendrían sus causas últimas en las diferencias estructurales y fisiológicas que existen entre pastos y árboles. Los ecosistemas dominados por árboles suelen alcanzar reservas de agua profundas a las que los pastos no tienen acceso (Calder *et al.,* 1993, Canadell *et al.,* 1996), explicando la mayor tasa de evapotranspiración de las forestaciones en épocas secas. A la vez, los canopeos forestales poseen una mayor capacidad evaporativa que los de pastizal gracias a su mayor rugosidad e intercambio más eficiente con la atmósfera (los pastizales suelen desarrollar una capa límite más efectiva) (Kelliher *et al.,* 1993, Calder 1998), explicando en este caso la mayor tasa de evapotranspiración de las forestaciones en épocas húmedas. Estas diferencias esenciales entre sistemas forestales y herbáceos explicarían los efectos hidrológicos tan

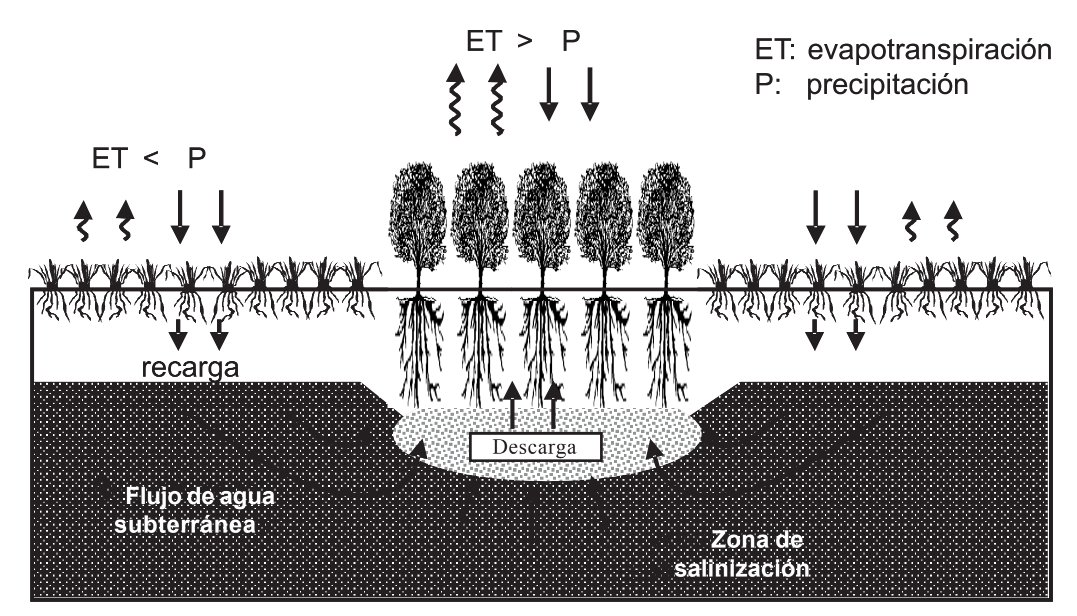


Figura 5. Modelo conceptual de los efectos en la dinámica del agua subterránea de una plantación de árboles aislada en un entorno de pastizales. La plantación recibe un aporte advectivo de energía de los pastizales vecinos, que junto con la mayor rugosidad y la mayor área foliar de los árboles dan como resultado tasas más altas de evapotranspiración potencial (ET). Esto a su vez conduce al consumo de agua subterránea y a menores niveles de recarga. Las áreas en las que había recarga neta de agua subterránea experimentan una inversión de los ?ujos hidrológicos después de la plantación de los árboles: hay más pérdida de agua y se acumulan las sales. Este proceso ha sido documentado en diversos sitios de la región pampeana (Jobbágy & Jackson 2004a).

contundentes y generalizados observados para una gran variedad de especies de árboles en ambientes muy diversos (Jobbágy & Jackson 2004a, Zhang *et al.,* 2001, Farley *et al.,* 2005). Es importante reconocer que el mayor consumo de agua por las forestaciones puede constituir una herramienta aprovechable en algunas circunstancias locales en las que se busca mantener niveles más bajos en las napas o reducir el volumen de efluentes, entre otros casos. El control de napas ascendentes, problema muy severo en Australia e incipiente en algunas zonas de Argentina, podría ser parcialmente revertido por la forestación, si bien investigadores australianos sugieren que esto se logra cubriendo más del 70% de las cuencas (George *et al.,*1999).

Extracción de calcio y acidez en los suelos

Así como las mayores tasas de producción primaria de las forestaciones son inevitablemente acompañadas por crecientes pérdidas transpiratorias de agua, los incrementos en la acumulación de biomasa vegetal en pie van, por lo general, de la mano de un mayor secuestro de nutrientes que de lo contrario se alojarían en el suelo (Fig 2B). Especialmente relevante en este sentido es el calcio, elemento escaso en los tejidos de plantas herbáceas, particularmente pastos, pero abundante en los tejidos de especies leñosas angiospermas (Jobbágy & Jackson 2004b). El inicio de una fuerte transferencia de calcio, como de otros cationes, desde el suelo a la biomasa vegetal es acompañado por la liberación de acidez desde la vegetación al suelo, como necesario balance de cargas (Marschner 1995) (Fig 2B). En esta sección se explora la magnitud de este proceso en pastizales forestados sobre la base de experimentos pareados de forestación vs. pastizal en todo el mundo, balances de nutrientes y protones en la Pampa Húmeda, y análisis químicos del agua de arroyos que evacuan cuencas de pastizal y forestación en Uruguay y Argentina.

A partir de la revisión de trabajos científicos publicados en los que se evaluaron los cambios edáficos que acompañan al establecimiento de árboles en pastizales, recopilamos 112 casos en los que se exploraron posibles variaciones químicas del suelo en stands adyacentes de

forestaciones y pastizales naturales distribuidos en cinco continentes sobre suelos de muy distinta naturaleza (Jackson *et al.,* 2005). Se encontró una generalizada caída del pH de los suelos tras la forestación (Fig 6). En promedio las plantaciones tuvieron 0.3 unidades de pH menos que los pastizales en la superficie del suelo mineral (se excluyó del análisis cualquier horizonte orgánico) y los eucaliptos generaron caídas de pH significativamente más fuertes que los pinos. Acompañando los efectos sobre el pH, las forestaciones redujeron la saturación del complejo de intercambio con bases a tres cuartos del valor original (del 59% al 45%) a partir de caídas en la fracción intercambiable de magnesio, potasio, y calcio. Contrariamente, la cantidad de sodio intercambiable aumentó en el 80% de los casos y en cuatro de ellos traspasó el umbral de saturación del 15%, típicamente asociado al desarrollo de problemas de fertilidad física en los suelos (Jackson *et al.,* 2005, Jobbágy & Jackson 2006).

Utilizando una red de nueve plantaciones de eucalitpos y pastizales adyacentes en la Pampa Húmeda, encontramos un generalizado descenso de pH en los suelos. La única excepción hallada fue la de los médanos costeros en donde la alta concentración de carbonato de calcio derivado de conchillas posiblemente obró como buffer del proceso de acidificación (Jobbágy & Jackson 2003). En tres sitios estudiados en mayor detalle se observaron valores máximos de acidificación a niveles intermedios del perfil del suelo (disminuciones de hasta dos unidades de pH entre 10 y 50 cm de profundidad) (Fig. 7). El balance de calcio en estos sitios no mostró pérdidas netas en el ecosistema, pero sí una importante transferencia de zonas intermedias del perfil hacia la biomasa forestal, el horizonte orgánico y los primeros centímetros del suelo mineral (Jobbágy & Jackson 2003). El análisis de los cambios de acidez en los suelos bajo plantaciones de 50 a 100 años de edad arrojó tasas medias de ganancia de protones de 0.5 a 1.2 $kmolc.ha^{-1}. año^{-1}$, valores similares a los hallados bajo condiciones severas de lluvia ácida en las zonas industriales del hemisferio norte (Andrews *et al.,*1996). El patrón vertical de acidificación y los balances de calcio señalan a la redistribución vertical de calcio como la principal causa de acidificación de los suelos y no sostienen, en cambio, la posibilidad de acidificación por liberación de ácidos orgánicos desde el canopeo o el horizonte orgánico (Jobbágy & Jackson 2003). Este último mecanismo, tradicionalmente sugerido como el principal causante de acidificación, no sería tan importante en la pampa y menos aún bajo eucaliptos, cuyos aportes aéreos son más alcalinos que la lluvia (Jobbágy & Jackson 2003). Asociada a la acidificación de los suelos se halló una fuerte redistribución de manganeso en los suelos hacia formas disponibles y hacia la superficie y la biomasa arbórea, lo que abre interrogantes respecto a la disponibilidad de nutrientes y posibles problemas de toxicidad por metales (Jobbágy & Jackson 2004b). Es importante destacar que el proceso de alteración química de los suelos descrito aquí tuvo lugar bajo condiciones semi-naturales en las que la biomasa de los árboles no fue cosechada. Puede esperar-

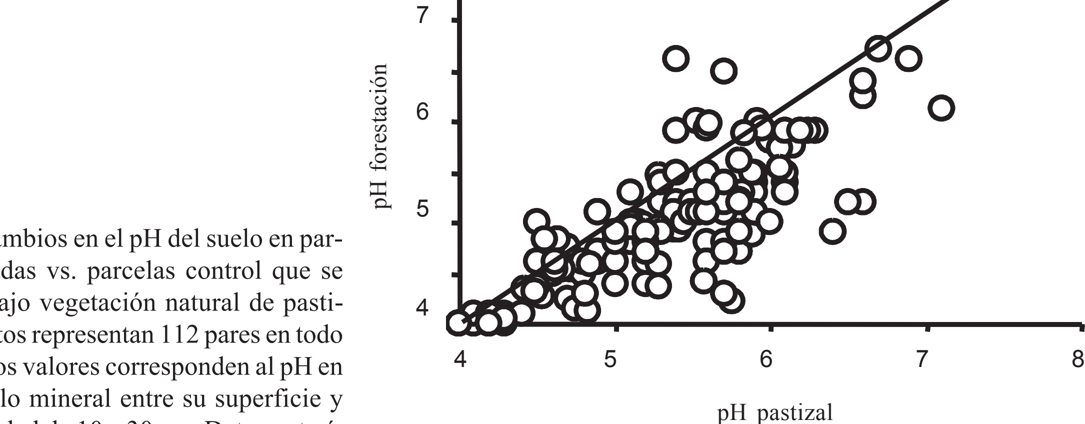


Figura 6. Cambios en el pH del suelo en parcelas forestadas vs. parcelas control que se mantienen bajo vegetación natural de pastizal. Los puntos representan 112 pares en todo el mundo y los valores corresponden al pH en agua del suelo mineral entre su superficie y una profundidad de 10 a 30 cm. Datos extraídos de Jackson *et al.,* 2005.

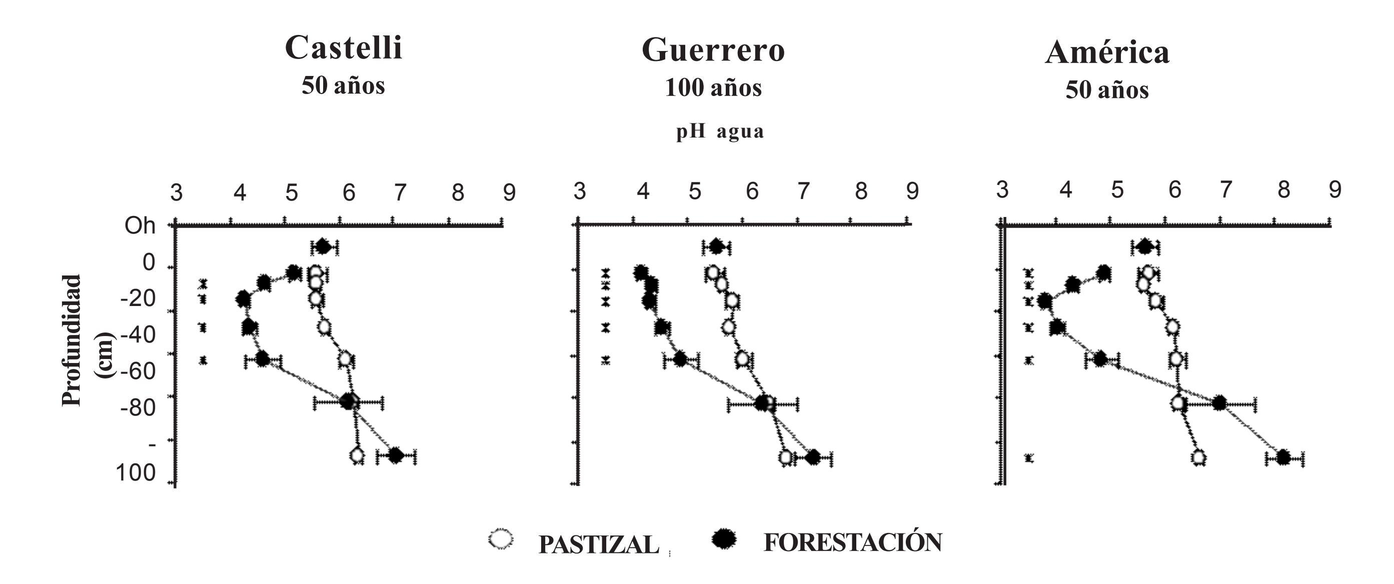


Figura 7. Perfiles de pH en pastizales forestados de la Pampa Húmeda argentina. En tres pares de stands adyacentes de pastizal natural y montes de *Eucalyptus camaldulensis* (edad de la plantación en el encabezado) se registró el pH (1:1 suelo – agua, n = 5). Los asteriscos indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

se que los cambios observados se acentúen y aceleren bajo regímenes típicos de extracción de madera en plantaciones comerciales y es útil señalar que el 60% del calcio en las forestaciones estudiadas se alojó en la corteza de los árboles, material que podría dejarse en los lotes cosechados para acotar los impactos de acidificación. También es apropiado considerar que las especies forestales difieren sustancialmente en su avidez por el calcio y algunas, como muchas especies de pinos, tienen requerimientos mucho menores a los de los eucaliptos y otras angiospermas (Noble *et al.,* 1999).

En el mismo conjunto de pares de cuencas forestadas y de pastizal mencionado en la sección anterior, hemos explorado los cambios químicos en las aguas de arroyos inducidos por el establecimiento de plantaciones. En Lavalleja (8 pares, 4 fechas) hemos encontrado un descenso del pH (de 0.5 a 1 punto) en todos los sitios y fechas. Esta acidificación fue acompañada por disminuciones significativas en la concentración de cationes, principalmente calcio, y carbono inorgánico disuelto, y por aumentos en la concentración de aluminio. En Córdoba (4 pares, 5 fechas), bajo un clima más seco, no hemos detectado cambios sustanciales en el pH o en la concentración de cationes. Hasta el momento estos resultados preliminares sugieren que en el caso de los materiales geológicos más meteorizados y con menor capacidad buffer de Lavalleja, la influencia de las forestaciones sobre los suelos se trasladaría al agua de los arroyos, mientras que en Córdoba donde la capacidad buffer del material geológico puede ser mayor, esto no ocurriría. Delgado *et al.* (2006,……) muestran para suelos del norte de Uruguay un proceso de acidificación similar al observado en la región pampeana. El transporte de aluminio soluble del suelo a los cursos de agua es un aspecto que merece especial atención en pastizales forestados dada la toxicidad de este elemento y su posible movilización en situaciones de acidificación intensa (Jackson *et al.,* 2006, Larssen & Holme 2006).

Nuestros resultados sugieren que el manejo de la fertilidad edáfica en las plantaciones forestales de la región obligará a replantear las prácticas y criterios desarrollados hasta ahora para sistemas herbáceos (pasturas, pastizales y cultivos anuales), cuyos patrones de circulación de nutrientes difieren sustancialmente del de los sistemas dominados por árboles. Entre otras cosas, se deberá aprender a monitorear y manejar el ciclo del calcio y a regular el proceso de acidificación de los suelos, contemplando su posible influencia sobre la biodisponibilidad de nutrientes y metales potencialmente tóxicos, esperable en un dominio de valores de pH que no registra precedentes en la región.

Buscando alternativas: Un ecosistema mixto

Quien observa el sotobosque bajo plantaciones comerciales de pinos y eucaliptos establecidas en pastizales pampeanos y las compara con la de forestaciones de especies deciduas como álamos o acacias, nota rápidamente una consistente diferencia. Mientras las primeras suelen albergar solamente un colchón de hojarasca y excepcionalmente una escasa cobertura de plantas leñosas menores y herbáceas dispersas, las segundas alojan una comunidad bastante parecida a una pastura o pastizal natural. Tras este contraste, creemos, se esconde una interesante oportunidad que puede ser aprovechada tanto desde la producción forestal, como desde la actividad ganadera, moderando a la vez los impactos planteados para las plantaciones de pinos y eucaliptos.

Las especies de árboles deciduos comparten con las siempreverdes muchos de los aspectos discutidos en las secciones anteriores en relación al consumo de agua y calcio, pero con la importante diferencia de estar activas solamente de seis a ocho meses cada año. Hemos hipotetizado que al dejar una ventana temporal libre en el otoño e invierno, que en las condiciones climáticas de nuestra región puede sostener crecimiento vegetal, el mantenimiento o establecimiento de un sotobosque de especies herbáceas podría conservar muchos componentes y funciones del pastizal y minimizar algunos de los impactos hidrológicos y edáficos más preocupantes de las plantaciones. Para ello evaluamos los efectos de la forestación con álamos (*Populus deltoides*) sobre la estructura, la composición y la productividad primaria de pastizales naturales en la Pampa Deprimida, evaluando la existencia e intensidad de posibles procesos de acidificación y salinización como los que se observaron en el mismo tipo de suelos y paisajes cuando se implantaron eucaliptos.

En una red de nueve sitios pareados integrados por stands adyacentes de pastizal no forestado y forestado con álamos de 25 años y densidades de 625 a1100 plantas ha^{-1} llevamos a cabo censos fitosociológicos y medidas de cobertura basal del pastizal. Si bien la cobertura de plantas vivas fue 42% menor bajo los álamos ($p<0.05$), la cobertura de broza mostró una tendencia opuesta, manteniendo la proporción de suelo desnudo sin cambios tras la forestación (Clavijo *et al.,* 2005). Los stands forestados tuvieron una mayor proporción de especies C_3 (invernales) comparados con los no forestados y se encontraron pocos indicios de extinciones o invasiones locales asociados a estas plantaciones. En dos de los sitio estudiados se efectuaron mediciones de producción primaria neta aérea estacional y anual de pastizales y forestaciones de álamos a partir de cortes de biomasa herbácea, recolección de material caído desde el canopeo de árboles en trampas de red y mediciones de incremento volumétrico de sus fustes (Nordenstahl 2005). Anualmente la productividad primaria neta aérea de las plantas herbáceas se redujo a aproximadamente la mitad bajo las forestaciones (Fig. 8A). Los álamos, por su parte, sobrecompensaron esta merma elevando la productividad del ecosistema en conjunto (sotobosque + árboles en la forestación vs. pastizal no forestado) en un 60%. Si bien los niveles de producción total y forestal en estas plantaciones de álamos fueron menores a los alcanzados por eucaliptos colorados en los mismos suelos (Fig. 8A), estos sistemas generaron una oferta de forraje de alto valor estratégico para los sistemas ganaderos de la región, como se discute más adelante. Si bien la producción primaria neta aérea de los canopeos herbáceos bajo las forestaciones de álamo fue menor que la del pastizal en primavera y verano, durante el otoño y, especialmente durante el invierno, esta tendencia se revirtió (Fig. 8). Los pastizales alojados bajo forestaciones, dominados por pastos invernales, produjeron en promedio 3500 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$ en el otoño-invierno, posiblemente como resultado del beneficio indirecto que la forestación otorgó a estas especies al reducir la cobertura de los pastos estivales (Clavijo *et al.,* 2005) y las probables ventajas más directas que otorgaría la moderación de heladas y temperaturas extremas bajo el dosel (Nordenstahl, 2005).

Si bien la evaluación del agua subterránea y suelos en dos forestaciones de álamo y sus pastizales adyacentes mostraron salinización de las napas y del suelo profundo, la magnitud del proceso fue sustancialmente menor a la observada bajo eucaliptos (Jobbágy & Jackson 2004). Registros horarios del nivel freático en uno de los pares de stands demostró que, si bien los álamos utilizan agua freática durante la estación de crecimiento (proceso evidenciado por ascensos nocturnos y descensos diurnos del nivel de la napa), durante el invierno generan pulsos de drenaje profundo y recarga freática más intensos que los del pastizal, compensando parcialmente el proceso de acumulación de sales (Jobbágy – datos no publicados). Un análisis preliminar de los primeros 50 cm de suelo en dos sitios mostró que las plantaciones de álamo mantuvieron los mismos niveles de pH que los pastizales adyacentes, sugiriendo que el proceso de acidificación descrito para eucaliptos no tendría lugar bajo este tipo de forestaciones o lo haría a tasas mucho más lentas.

En la mayor parte de los sistemas ganaderos de los pastizales del Río de la Plata la estación invernal es la que presenta la menor oferta de forraje, a menudo regulando la producción ganadera de todo el año. Más allá de la diversificación de la producción, las plantaciones de especies

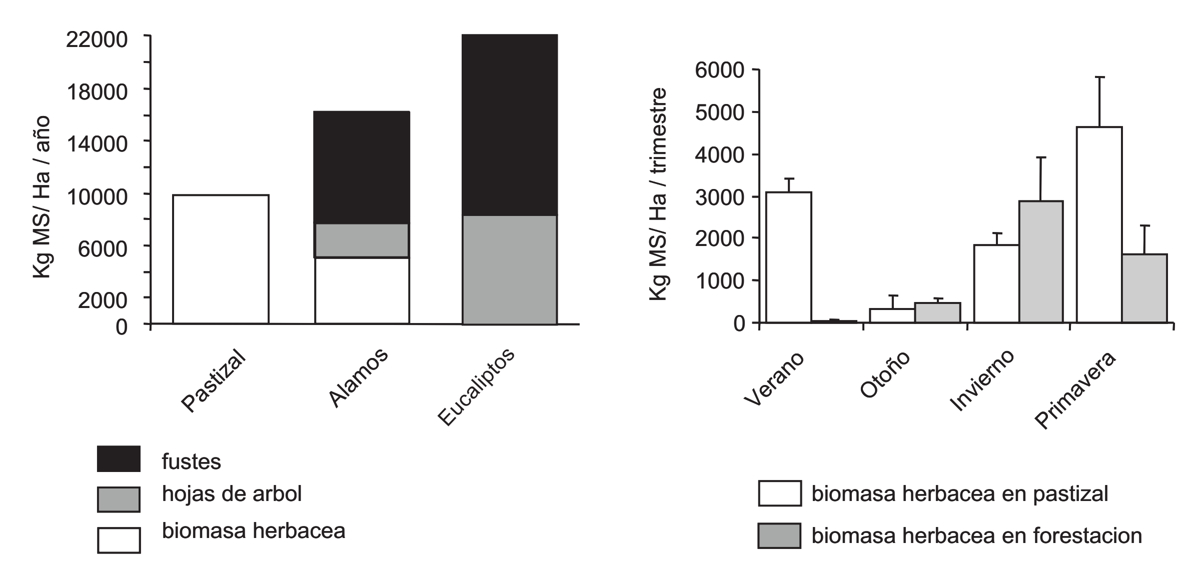


Figura 8. Producción primaria neta aérea en forestaciones y pastizales de la Pampa Deprimida (Castelli – Buenos Aires, Argentina). A. Producción primaria neta áerea anual para dos sitios de pastizal y sus respectivos rodales adyacentes de álamos (*Populus deltoides*, edad 25 años)(n=4 en cada par). Se añade una tercer barra correspondiente a una plantación de *Eucalyptus camaldulensis* (edad 50 años) localizada a 7 km de los otros sitios (Jobbágy & Jackson 2003). Se indica dentro de cada barra la fracción correspondiente a biomasa herbácea (sotobosque en el caso de las plantaciones) medidos por cosechas repetidas en parcelas móviles, hojas y ramas medidas a partir de captura de material con trampas, y fustes medidos por cambios de volumen. B. Producción primaria neta aérea estacional promedio de material herbáceo para los dos stands de pastizal y sus pares forestados con álamos. Las barras indican el error estandar (Nordenstahl 2005).

forestales deciduas en la Pampa Deprimida pueden albergar una buena fuente de forraje en su sotobosque, capaz de complementar a la de los pastizales naturales no forestados en calidad y estacionalidad. En ambientes no agrícolas, como los que suelen ocupar las forestaciones comerciales, las posibilidades de implantar anualmente verdeos u otros recursos forrajeros invernales anuales es limitada. Las forestaciones deciduas mantendrían en forma continua un sotobosque herbáceo que, con manejos de resiembra y fertilización adecuados, podría mejorar sustancialmente la eficiencia de los sistemas ganaderos que le ceden lugar, complementándolos en vez de desplazarlos (Carámbula & Piñeiro, 2006). Los impactos sobre el ciclo del agua y los nutrientes en estas plantaciones son de menor intensidad que el de las plantaciones comerciales de pinos y eucaliptos y un manejo de sus densidades y distribución en el paisaje adecuado podría acercar sus funciones hídricas y biogeoquímicas a las de los pastizales naturales. Se ha presentado este caso de forestación "alternativa" con el principal propósito de ilustrar dos cuestiones agronómicas centrales: 1) es posible replantear el tipo de forestación que implementamos para minimizar los impactos menos deseados y 2) se puede integrar la actividad forestal a la ganadera generando sinergias en el aprovechamiento de la tierra. El uso de especies siempreverdes como pinos y eucaliptos puede ser compatible con sistemas pastoriles en la medida en que se implemente densidades bajas del orden de 400 plantas por hectáreas. Las condiciones de sombreo intermedio de estos canopeos podrían favorecer también la producción de herbáceas invernales y atemperar el efecto de las heladas. Lejos de agotarse en el ejemplo de los álamos en Pampa Deprimida, los modelos posibles de forestación en pastizales deberían ser muchos más y es responsabilidad de los sistemas tecnológicos públicos y privados explorarlos y ponerlos en marcha.

Otros costos y oportunidades

Este artículo se ha centrado en los costos y oportunidades ecológicas más prominentes desde la perspectiva de la circulación de materia y energía en los ecosistemas. Otras miradas sobre la ecología de los pastizales forestados revelan nuevos impactos, como es el caso de la diversidad biológica. Más allá de los posibles problemas de extinción local de especies que pueden desencadenarse a largo plazo en regiones intensamente forestadas, surge una cuestión más urgente con respecto a la otra cara de los cambios en la diversidad: las invasiones. Bajo el dosel de muchas plantaciones se establecen especies vegetales históricamente ausentes en el pastizal, y si bien muchas pueden ser poco preocupantes desde la perspectiva forestal, otras se trasforman en un gran problema. Varias leñosas arbustivas o arbóreas de muy rápida diseminación se han vuelto problemáticas en diversas zonas de los pastizales del Río de la Plata. Algunos ejemplos son la zarzamora (*Rubus fruticosus*), el ligustro (*Ligustrum sp.*) y la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*). Estas compiten con los árboles forestales y dificultan mucho el acceso y trabajo en las plantaciones, sin mencionar las posibilidades de aprovechamiento ganadero del sotobosque. En muchos casos las forestaciones obran de foco inicial o puerta de entrada para que estas especies exóticas avancen luego sobre los pastizales adyacentes. En general se trata de especies dispersadas por aves que llegan en gran número a las forestaciones, donde las aves anidan o pasan buena parte del tiempo y encuentran allí un ambiente apropiado para crecer y reproducirse. El problema requiere un manejo atento del sotobosque y puede basarse en el pastoreo como herramienta de control (Clavijo *et al.*, 2005)

Otro tema problemático es el del fuego. Disturbio común en pastizales, muchas veces utilizado como herramienta de manejo por los productores ganaderos, el fuego se vuelve una de las principales amenazas para los productores forestales. Las áreas de pastizal quemadas a menudo sufren daños superficiales, experimentando temperaturas relativamente bajas que no eliminan completamente la cobertura vegetal y no afectan los reservorios de carbono orgánico en el suelo. Las forestaciones, en cambio, ofrecen una cantidad de combustible que permite alcanzar niveles de temperatura relativamente altos y esto sumado a la falta de un sotobosque capaz de resistir el fuego multiplica las posibilidades de erosión del suelo y daño del ecosistema tras un incendio. En áreas forestadas de las sierras de Córdoba hemos detectado pérdidas de suelo de hasta 0.5 m por erosión hídrica tras un incendio severo, algo raramente observado en los pastizales. Se suma a esto la posibilidad de que la combustión afecte a la materia orgánica del suelo enviando a la atmósfera no sólo el carbono secuestrado por la plantación sino aquél fijado por el pastizal antecesor. El riesgo surge entonces de la coexistencia del fuego y la forestación y exige un planteo cuidadoso a la hora de elegir tierras para forestar y diseñar planes de prevención y contingencia que contemplen la frecuencia natural y antrópica del fuego en los sistemas ganaderos locales (Di Bella *et al.*, 2006). Es interesante señalar que los impactos negativos de las invasiones de especies exóticas y el fuego, pueden ser minimizados con manejos adecuados en sistemas silvopastoriles.

CONCLUSIÓN

Desde la llegada de los primero europeos a los vastos pastizales del Río de la Plata, los árboles han sido uno de sus acompañantes más ubicuos, proveyendo sombra, leña y protección contra los vientos. Desde hace pocas décadas la miríada de antiguos montes de abrigo aislados ha dado lugar, en distintos focos de la región, a plantaciones comerciales de mayor superficie y más eficiente producción y aprovechamiento. El enorme potencial productivo de estas plantaciones está ligado a profundos cambios funcionales en los ecosistemas, algunos de los cuales pueden afectar la prestación de servicios ecológicos claves como la provisión de agua o el mantenimiento de la fertilidad de los suelos (Paruelo *et al.*, 2006, ……). A partir de revisiones bibliográficas y datos generados por nuestro grupo podemos afirmar que las plantaciones forestales de pinos y eucaliptos producen los siguientes cambios en los ecosistemas:

1. La productividad primaria (ganancia de carbono o tasa de crecimiento) es mayor en las plantaciones forestales que en el campo natural y también la acumulación de biomasa. Los impactos de las forestaciones en la acumulación de carbono en la materia orgánica del suelo son aun inciertos.
2. La mayor productividad va acompañada por un mayor uso del agua por parte de los árboles, aumentando la cantidad de agua evapotranspirada y disminuyendo el rendimiento hidrológico. Las disminuciones en el caudal de escorrentía serían cercanas al 50% mientras que la evidencias son aun inciertas acerca de la recarga de los acuíferos.
3. Las plantaciones forestales acidifican el suelo y el agua de los arroyos de las cuencas que ocupan, principalmente debido a una elevada acumulación de cationes (calcio y magnesio principalmente) en la biomasa arbórea. La magnitud del impacto de estos cambios sobre la acumulación de aluminio (tóxico) en el suelo y agua es aún incierta, pero merece atención.

4. En situaciones en las que el agua freática se encuentra cercana a la superficie, los árboles pueden aprovecharla y al hacerlo salinizar suelos y napas. Este fenómeno se verificaría en áreas con sedimentos de texturas medias (por Ej.: materiales loessicos) pero no en áreas de dunas o sedimentos muy arcillosos.
5. Es apremiante generar información acerca de los impactos de las forestaciones sobre la biodiversidad (especialmente sobre la dinámica de especies invasoras) y su influencia sobre la recurrencia, intensidad y extensión de incendios así como de los efectos de fuegos forestales sobre la erosión y fertilidad de los suelos.
6. Las forestaciones con especies deciduas podrían complementar a los sistemas ganaderos existentes, minimizando los impactos ambientales asociados.

En la medida en que las sociedades reconozcan en forma integral los servicios y bienes que los distintos usos de la tierra les brindan y los compromisos que existen entre ellos, podrán plantear y discutir explícitamente los costos y beneficios que acompañan a las transformación de los sistemas agropecuarios (Paruelo *et al.*, 2006, ………). En el caso del avance de las plantaciones forestales sobre los pastizales del Río de la Plata, algunos de estos compromisos son ya visibles y su reconocimiento permite dar el primer paso hacia nuevos marcos regulatorios y sistemas forestales que optimicen la producción de bienes de valor comercial y la provisión de servicios del ecosistema en forma sustentable. Para ello es necesario combinar lo que conocemos hoy sobre nuestras forestaciones y otras del mundo establecidas sobre pastizales con planteos innovadores y audaces que comprendan y aprovechen las condiciones locales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Diego Piñeiro por estimular un debate profundo y abarcativo sobre las forestaciones en Uruguay y propiciar el desarrollo de este trabajo y los otros que lo acompañan en este número de Agrociencia. Agradecemos a Ana Acosta por su colaboración en la edición final del manuscrito. Este trabajo se llevo adelante con el apoyo del subsidio CRN 2031 del Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global (IAI), financiado por National Science Foundation – US (Grant GEO-0452325) y con el apoyo adicional de la Fundación Antorchas y el CONICET de Argentina.

BIBLIOGRAFÍA

ALTESOR, A.; OESTERHELD, M.; LEONI, E.; LEZAMA, F. & RODRÍGUEZ, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. Plant Ecology 179, 83-91.

ANDREWS, J.E.; BRIMBLECOMBE., P.; JICKELLS T.D. & LISS, P.S. 1996. An Introduction to Environmental Chemistry. Blackwell Science, Oxford, UK.

CAIRNS, M.A.; BROWN, S.; HELMER, E.H. & BAUMGARDNER, G.A. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. Oecologia 111, 1–11.

CALDER, I.A. 1998. Water use by forests, limits and controls. Tree Physiology, 18, 625–631.

CALDER, I.A.; HALL, R.L. & PRASANNA K.T. 1993. Hydrological impact of Eucalyptus plantation in India. Journal of Hydrology, 150, 635– 648.

CANADELL, J.; JACKSON R.B.; EHLERINGER J.R.; MOONEY H.A.; SALA, O.E. & SCHULZE E.D. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. Oecologia, 108, 583–595.

CARAMBULA, M. & PIÑEIRO,D. 2006. La forestación en Uruguay: cambio demográfico y empleo en tres localidades. Agrociencia. Volumen X, Nro. 2 63-74.

CERRI, E.P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.L.; MELILLO, J.M.; & CERRI, C.C. 2004. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century. Global Change Biology 10, 815-814.

CLAVIJO, M.P.; NORDENSTAHL, M.; GUNDEL, P.E. and JOBBÁGY, E.G. 2005. Poplar afforestation effects on grassland structure and composition in the Flooding Pampas. Rangeland Ecology & Management 58, 474–479.

DELGADO,S.; ALLIAUME, F.; GARCIA PRECHAC, F. & HERNANDEZ, J. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* SP. sobre el recurso suelo en Uruguay. Agrociencia. Volumen X, Nro. 2 95-108.

DEREGIBUS, V.A..; OESTERHELD, M.; BOC-HO, R..; ARANGUREN, J. & LANDI, M. 1987. Producción forrajera y de carne en pastizales naturales de la Provincia de Entre Ríos pastoreados en forma alternativa y planificada. Revista CREA 125, 63-70.

DI BELLA, C.M.; JOBBÁGY, E.G.; PARUELO, J.M. & PINNOCK, S. 2006. Environmental and land use controls of fire density in South America. Global Ecology & Biogeography, 15, 192–199.

ENGEL,V.; JOBBÁGY, E.G.; STIEGLITZ,M.; WILLIAMS, M. & JACKSON, R.B. 2005. Hydrological consequences

of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. Water Resources Research, 41, W10409 10.1029/2004WR003761

FAO. 2005. Global Forest Resources Assessment. www.fao.org/forestry/fra2005

FARLEY, K.A.; JOBBÁGY, E.G. & JACKSON, R.B. 2005. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. Global Change Biology doi, 10.1111/j.1365-2486.2005.01011

FORMOSO, D.; OFICIALDEGUI, R. & NORBIS R. 2001. Producción y valor nutritivo del campo natural y mejoramientos extensivos. IN: Utilización y manejo de mejoramientos extensivos con ovinos. SUL. Montevideo, Uruguay.7-24.

FUSCHINI MEJÍA, C. 1994. El agua en las llanuras. UNESCO/ORCYT, Montevideo, Uruguay. 58 páginas.

GEARY, T.F. 2001. Afforestation in Uruguay – Study of a changing landscape. Journal of Forestry 99, 35–39.

GEORGE, R. J.; NULSEN, R.A.; FERDOWSIAN, R. & RAPER, G.P. 1999. Interactions between trees and groundwaters in recharge and discharge areas – a survey of Western Australian sites. Agricultural Water Management, 39, 91–113.

GOYA, J.F.; FRANGI, J.L.; DALLA TEA, F.; MARCO, M.A. & LAROCCA, F. 1997. Biomasa, productividad y contenido de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en el ne de la provincia de Entre Ríos. XII Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia, Argentina.

HEUPERMAN, A. 1999. Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. Agricultural Water Management, 39, 153–167.

JACKSON, R.B.; MOONEY, H.A.. & SCHULZE, E.D. 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA 94, 7362-7366.

JACKSON, R.B.; JOBBÁGY, E.G.; AVISSAR, R..; ROY, S.B.; BARRETT, D.; COOK, C.W.; FARLEY, K.A.; LE MAITRE, D.C.; MCCARL, B.A.& MURRAY, B.C. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. Science, 310, 1944-1947

JACKSON, R.B.; BANNER, D.L.; JOBBÁGY, E.G.; POCKMAN, W.T. & WALL D.H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. Nature, 418, 623-626.

JOBBÁGY, E.G. & JACKSON, R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. Biogeochemistry, 64, 205–229

JOBBÁGY, E.G. & JACKSON, R.B. 2004a. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. Global Change Biology, 10, 1299-1312

JOBBÁGY, E.G. & JACKSON, R.B. 2004b. The uplift of nutrients by plants: Consequences across scales. Ecology, 85, 2380-2389

JOBBÁGY, E.G. & JACKSON, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological Applications, 10, 423-436.

JOBBAGY, E.G.; SALA, O.E. & PARUELO, J.M. . 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: A remote sensing approach. Ecology, 83, 307-319

KELLIHER , F.M.; LEUNING, R. & SCHULZE, E.D. 1993. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. Oecologia, 95, 153–163.

KIRSCHBAUM, M.U.F.; GUO, L.B. & GIFFORD, R.M. Soil-carbon changes after reforestation. Constraints on the carbon balance imposed by nitrogen dynamics. Global Change Biology. En prensa.

LARSSEN, T. & HOLME, J. 2006. Afforestation, seasalt episodes and acidification - A paired catchment study in western. Norway. Environmental Pollution, 139, 440-450

MARASCHIN, G.E.; MOOJEN, E.L.; ESCOSTEGUY, C.M.D.; CORREA, F.L.; APEZTEGUIA, E.S.; BOLDRINI, I.J. & RIBOLDI, J. 1997. Native pasture, forage on offer and animal response. XVIII Int. Grassland Congress. Saskatoon Canada. paper 288. Vol 2.

MARSCHNER, H. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, San Diego, US.

MCGRATH, D.A.; SMITH, C.K.; GHOLZ, H.L. & OLIVEIRA, F.D. 2001. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. Ecosystems 4, 625–645.

MCNAUGHTON, S. J.; OESTERHELD, M.; FRANK, D.A. & WILLIAMS, K.J. 1989. Ecosystem level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. Nature, 341,142–144.

NEPSTAD, D.C.; DE CARVALHO, C.R.; DAVIDSON, E.A..; PETER, H.J.; LEFEBVRE, P.; NEGREIROS, G.H.; DA SILVA, E.D.; STONE, T.A.; TRUMBORE, S.E. & VIERA, S. 1994 The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. Nature, 372, 666–669.

NOBLE, A.D.; LITTLE, I.P. & RANDALL, J. 1999. The influence of *Pinus radiata, Quercus suber* and improved pasture on soil chemical properties. Australian Journal of Soil Research, 37, 509–526.

NORDENSTAHL, M. 2005. Influencia del establecimiento de *Populus deltoides* sobre la productividad primaria herbácea y total de pastizales de la Depresión del Salado. Trabajo de intensificación final. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

NOSETTO, M.D.; JOBBÁGY, E.G. & PARUELO, J.M. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. Global Change Biology 11, 1101-1117

NOSETTO, M.D.; JOBBÁGY, E.G.; & PARUELO, J.M. 2006. Carbon sequestration in semiarid rangelands: Comparison of *Pinus ponderosa* plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. Journal of Arid Environments, 67, 142-156.

PANARIO, D.H. 1991. Desarrollo forestal y medio ambiente en Uruguay. Serie investigaciones 85. Centro Interdisciplinario de estudios sobre desarrollo, Montevideo, Uruguay.

PARUELO, J.M.; EPSTEIN, H.E.; LAUENROTH, W.K.; & BURKE, I.C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States. Ecology 78, 953–958.

PARUELO, J.M.; OESTERHELD, M.; DI BELLA, C.M.; ARZADUM, M.; LAFONTAINE, J.; CAHUEPÉ , M. & REBELLA, C.M. 2000. Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. Applied Vegetation Science **3**, 189-195

PARUELO, J.M.; GUERSCHMAN, J.P.; PIÑEIRO, G.; JOBBAGY, E.G.; VERON, S.R.; BALDI, G. & BAEZA, S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia. Volumen X, Nro. 2 47-64.

PAUL, K.I.; POLGLASE, P.J.; NYAKUENGAMA, N.J. & KHANNA, P.K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. Forest Ecology and Management 154, 395–407.

PIÑEIRO, G.; PARUELO, J.M. & OESTERHELD, M. 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. Global Change Biology, in press.

PIZZIO, R.M. 1993. Caracterización y uso del recurso forrajero de la unidad experimental de cría vacuna de la EEA Mercedes. En: Día de campo: 10 años de la unidad experimental de cría vacuna. INTA. Estación Experimental Agropecuaria Mercedes, Corrientes.6-13.

RICHARDSON, D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. Conservation Biology 12, 18–26.

RUDEL, T. & ROPEL, J. 1996. Regional patterns and historical trends in tropical deforestation, 1976–1990: A qualitative comparative analysis. AMBIO 25, 160–166.

SAPANOV, M.K. 2000. Water uptake by trees on different soils in the northern caspian region. Eurasian Soil Science, 33, 1157–1165.

SCHLESINGER, W.H. 1997. Biogeochemistry, an Analysis of Global Change. Academic Press, San Diego.

SILVEIRA, L. & ALONSO, J. 2004. Modificación de los coeficientes de escorrentía producto del desarrollo forestal en una macrocuenca del Uruguay. XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. São Pedro, Brasil.

SILVEIRA, L.; ALONSO, J. & MARTINEZ, L. 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre los recursos naturals en el Uruguay. Parte I: Aguas. Agrociencia. Volumen X, Nro. 2 75-94.

TUCKER, C. J.& P. J. SELLERS. 1986. Satellite remote sensing for primary production. International Journal of Remote Sensing 7, 1395–1416.

WRIGHT, J.A.; DI NICOLA, A.&GAITAN, E. 2000. Latin American forest plantations – opportunities for carbon sequestration, economic development and financial returns. Journal of Forestry, 98, 20–23.

ZHANG, L.; DAWES, W.R.& WALKER, G.R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resources Research, 37, 701–708.